Arnaldoa 21 (2): 367 - 380, 2014 ISSN: 1815-8242

Influencia de la concentración de Zinc del agua de mar sobre su bioacumulación en *Chondracanthus chamissoi* (C. Agardh) Kützing (Rhodophyta, Gigartinaceae) Puerto Malabrigo, Ascope, La Libertad. Perú

Influence of Zinc concentration of seawater on its bioaccumulation in *Chondracanthus chamissoi* (C. Agardh) Kützing (Rhodophyta, Gigartinaceae) Puerto Malabrigo, Ascope, La Libertad. Peru

Marlene René Rodríguez Espejo
Facultad de Ciencias Biológicas
Universidad Nacional de Trujillo. Trujillo. Perú
malenrre@hotmail.com

Resumen

En el presente trabajo se determinó la influencia de los niveles de concentración de zinc del agua de mar sobre su bioacumulación en *Chondracanthus chamissoi* (C. Agardh) Kützing "cochayuyo" (Rhodophyta, Gigartinaceae), Puerto Malabrigo, Distrito Rázuri, Provincia Ascope, Dpto. La Libertad.Perú (074°, 42' W, 79° 27' S), entre los meses de agosto del 2006 a mayo del 2007. Lugar impactado por fuentes antrópicas, residuos líquidos de las industrias de harina de pescado, tráfico de embarcaciones industriales y artesanales. Las muestras de agua de mar superficial y de los talos del alga fueron recolectadas aleatoriamente en la zona intermareal. Se analizaron por triplicado para la determinación de zinc, mediante el método de espectrofotometría de absorción atómica. El análisis estadístico de los datos, fue realizado mediante la media, desviación estándar, análisis de varianza (ANAVA), prueba de medias (Duncan), análisis de correlación y regresión lineal. Los resultados indican que la concentración de zinc presente en el agua de mar, tiene una influencia lineal significativa sobre la bioacumulación de dicho elemento en los talos de *Ch. chamissoi*, el nivel promedio de concentración de zinc en el agua de mar fue de 0.093 mg/L, sobrepasando moderadamente los límites permisibles según la Ley General de Aguas Nº 17752 y el nivel promedio de bioacumulación de zinc en *Ch. chamissoi* fue de (19,952 ug/g), valores que se encuentran dentro de los límites permisibles para la alimentación.

Palabras clave: Bioacumulación, Zinc, agua de mar, *Chondracanthus chamissoi.*

Abstract

In this paper the influence of zinc concentration levels of seawater on its bioaccumulation in *Chondracanthus chamissoi* (C. Agardh) Kützing "seaweed" (Rhodophyta, Gigartinaceae), Puerto Malabrigo, Razuri District, Province Ascope was determined Dept. La Libertad. Peru (074 ° 42' W, 79° 27' S), between the months of August 2006 to May 2007. Place impacted by anthropogenic sources, runoff from fishmeal industries, boat traffic industrial and craft. Samples of surface seawater and algal thalli were collected randomly in the intertidal zone. Were analyzed in triplicate for determination of zinc, by the method of atomic absorption spectrophotometry. Statistical analysis of data was performed using the mean, standard deviation, analysis of variance (ANOVA), mean test (Duncan), correlation analysis and linear regression. The results indicate that the concentration of zinc present in seawater, a significant linear influence on the bioaccumulation of said element in thalli *Ch. chamissoi*, the average concentration level of zinc in the sea water was 0093 mg / L , moderately exceeding the permissible limits according to the General Water Law No. 17752 and the average bioaccumulation of zinc level in *Ch . chamissoi* was (19,952 ug / g) values are within allowable limits for food.

Keywords: Bioaccumulation, Zinc, seawater, *Chondracanthus chamissoi.*

Introducción

La contaminación de las aguas provocada por las descargas industriales, alcantarillados y agroquímicos, es uno de los problemas ambientales graves en Latinoamérica, puesto que los desechos son vertidos directamente hacia los ríos, lagos, estuarios, sectores costeros y al océano abierto (Actualmente las zonas costeras tienen una fuerte acción antropogénica, lo cual causa el deterioro de sus ecosistemas (Bryan, 1976). Los contaminantes que ingresan al mar son muy diversos y el 80 % son de origen terrestre; muchas de las veces con efectos negativos al ecosistema marino costero, ocasionando impactos socioeconómicos adversos. Entre los contaminantes químicos se encuentran, los metales pesados, los productos químicos sintéticos, los hidrocarburos de petróleo,

los elementos radiactivos y los desechos sólidos generando las formas más críticas de contaminación (Aquino, 1988; Marshall, 1991).

Los elementos pesados, se encuentran en cantidades traza, disueltos en el agua de mar a concentraciones menores de 1mg/kg por lo que, son fácilmente incrementados por contaminación antropogénica. Han recibido especial atención debido a sus efectos tóxicos duraderos, ya que en su mayoría no son biodegradables y permanecen en el medio por largos periodos (Carranza, 2001; Capo, 2002). Se denomina metales pesados a los elementos químicos que poseen un peso atómico comprendido entre 63,55 (Cu) y 200,59 (Hg) y que presentan un peso específico superior a 4 (g/cm) (Rivera, 2001; Codina & Pérez, 2003).

Los metales pesados son constituyentes naturales del agua de mar, y por lo menos, 11 de ellos (Zinc (Zn), Fierro (Fe), Cobre (Cu), Cobalto (Co), Manganeso (Mn), Cromo (Cr), Molibdeno (Mo), Vanadio (Va), Selenio (Se) Níquel (Ni), Estaño (Sn), son conocidos como esenciales para la vida de los organismos, dado que participan en procesos enzimáticos (Albert,1997; Codina & Pérez 2003; García & Dorronsoro, 2004).

El zinc (Zn) considerado un micronutriente muy importante que participa en el crecimiento de las algas y es requerido por los sistemas biológicos como componente estructural y catalítico de proteínas y enzimas; así como, cofactor esencial para el crecimiento y el desarrollo normal de los organismos. En exceso, este micronutriente y otros metales pesados relacionados como el cadmio, el mercurio y el plomo, pueden ser extremadamente tóxicos para las células, inhibiendo actividades enzimáticas, cuando las condiciones naturales son excedidas. El zinc, ocasiona fitotoxicidad, interfiriendo fuertemente con la división celular, el metabolismo del fósforo, la actividad de enzimas y la regulación hormonal (Bryan, 1976; Reigosa *et al.*, 2004).

Según la OMS, tanto los vegetales como los animales se ven en situaciones de carencia de dicho elemento, causando diversos desórdenes que disminuyen el crecimiento o la viabilidad del organismo. Los humanos no constituimos una excepción, estimándose que más de la mitad de la población mundial padece de deficiencias, de leves a críticas por lo menos de un elemento traza (Duffus, 1983).

Está presente en la corteza terrestre en una concentración media de 70 mg/Kg donde no se suele encontrar de forma libre, sino formando complejos con sulfuros, carbonatos y óxidos. Las fuentes principales del Zn en sistemas acuáticos incluyen los efluentes de las aguas residuales, explotación minera y fundición, así como, de las actividades de la refinación, la combustión de madera, incineración de desechos y otras emisiones atmosféricas (Bocanegra, 1998). En general, el Zn junto con otros elementos son buenos indicadores de actividad humana y pueden llegar al mar por vía de efluentes domésticos, industriales, por las descargas de los ríos o emanaciones a la atmósfera, pero, posteriormente son depositados y acumulados en el sedimento mediante procesos biogeoquímicos (Carranza, 2001).

Las macroalgas al igual que otros organismos, tienden a bioacumular metales disueltos, en cantidades mil veces que las concentraciones de las aguas de mar (Cesar, 2006). La bioacumulación es un proceso dinámico que implica incorporación de los metales mediante mecanismos activos y pasivos, transporte a través del cuerpo

del organismo, sobre la superficie de polisacáridos y membranas de vacuolas ricas en polifenoles, pudiendo llegar al hombre a través de la cadena alimenticia, mediante el proceso de biomagnificación y así causar efectos acumulativos irreversibles. Estos procesos en los organismos expuestos, constituyen un serio riesgo sobre todo para los grandes predadores y por consiguiente, un riesgo potencial para la salud humana (Campos, 1990; Karez *et al.*, 1994; Ansari *et al.*, 2004).

Algunas algas, han desarrollado mecanismos de defensa contra la toxicidad de metales pesados como formación de complejos extracelulares y detoxificación intracelular (Ratkevicius & Moenne, 2002).

Con respecto a organismos marinos que bioacumulan estos metales, las algas marinas bentónicas constituyen uno de los grupos más utilizados como bioindicadores de contaminación, en los ecosistemas marinos proporcionan información cualitativa de la contaminación que hay en una área de estudio. Los géneros de macroalgas más utilizados en estudios de bioacumulación de metales son *Fucus, Enteromorpha, Ulva, Laminaria, Porphyra, Ascophyllum* y *Gracilaria*, entre otros (Karez *et al.*,1994).

Las algas tienen un papel fundamental en la producción primaria marina, por consiguiente, los metales pesados que causan toxicidad, acumulación y transferencia a través de la cadena alimentaria, sus efectos pueden ser significativamente adversos. Es notable que las algas puedan contribuir, al menos en parte a solucionar este problema, usándolas como indicadores biológicos de contaminación y para la remoción o recuperación de metales pesados de efluentes acuosos, por razones económicas y de protección ambiental, las algas marinas han sido estudiadas desde diferentes aspectos, por la capacidad de absorber elementos químicos de ambientes acuáticos poluídas pudiendo ser utilizadas para la recuperación de esos sistemas mediante fitorremediación (Páez *et al.*, 2000).

Estudios realizados en las costas del Pacífico subtropical mexicano, sobre la acumulación de metales en macroalgas, indican que el zinc, magnesio y hierro fueron los elementos más abundantes en 10 especies analizadas entre ellas (*Enteromorpha clathrata, Ulva intestinalis, Enteromorpha linza, E. flexuosa, Ulva lactuca, Codium amplivesiculatum, C. isabelae, Padina durvillaei, Gracilaria subsecundata*). No obstante, los niveles de la mayoría de los metales analizados variaron ampliamente, dependiendo de los sitios de colecta y de las especies en particular (Calva & Torres, 2006).

En nuestro medio, existen pocos antecedentes sobre la bioacumulación de metales en macroalgas, sin embargo se han realizado estudios en peces, caracoles,

Cangrejos y concentraciones de metales en agua de mar (Hurtado, 2003; Jacinto & Aguilar, 2007; Sánchez & Orozco, 2008), así como, estudios en aspectos toxicológicos (Huaranga, 1991; Padilla, 2000; Sánchez & Vera, 2001).

En el litoral peruano, sobresale dentro de las algas rojas la especie *Gigartina* (= *Chondracanthus*) *Chamissoi* (C. Agardh) Kützing, conocida con el nombre de "mococho", "cochayuyo", recurso de importancia económica, que se emplea en la alimentación humana y en la industria por poseer en su composición un valioso ficocoloide como es el carragenano de múltiples aplicaciones y de gran demanda en el mercado internacional, se comercializa en cantidades considerables, su demanda es

creciente por su calidad de dicho polisacárido que produce y a su vez, constituye una fuente potencial y considerable de proteínas (42.92%), vitaminas y minerales, que permiten catalogar a esta especie como un alimento de valor nutricional importante. Se distribuye en el litoral peruano desde Ica hasta Piura, se comercializa al estado fresco y seco en la costa central y sur desde Lima hasta Tacna (Fernández, 1969; Acleto, 1986).

A nivel del Departamento de La Libertad encontramos a dicha especie en Puerto Malabrigo, en la orilla rocosa con marcada distribución vertical expuesta al oleaje del mar, muestra rasgos de estar fuertemente impactada por fuentes antrópicas, residuos líquidos de las industrias de harina de pescado tráfico de embarcaciones industriales, artesanales, un emisor cerca de muelle y con un efluente el río Chicama, trayendo consigo un incremento de la contaminación y el deterioro de la calidad higiénico sanitaria de las aguas (Bocanegra, 1998; Carbajal *et al*., 2003).

Por tanto, para utilizar con fines económicos y alimenticios a *Ch. chamissoi* proveniente de dicha zona, es necesario evaluarla desde varios aspectos y uno de ellos tiene por finalidad la presente investigación:

Determinar la influencia de las concentraciones de zinc presente en el agua de mar sobre su bioacumulación en los talos del alga *Ch. chamissoi*, del Puerto Malabrigo, Distrito Rázuri, Provincia Ascope, Dpto La Libertad desde Agosto 2006 a Mayo 2007.

Material y métodos

Material de estudio.

El material biológico estuvo constituido por talos de la macroalga *Chondracanthus chamissoi* (C. Agardh) Kützing 1843 "cochayuyo", "mococho" Rhodophyta, Gigartinaceae procedente del Puerto Malabrigo, Distrito de Rázuri, Provincia de Ascope, Departamento La Libertad, Perú, ubicado en las coordenadas geográficas (074°, 42′ W, 79° 27′ S). La especie fue determinada en el Herbarium Truxillense (HUT) de la Universidad Nacional de Trujillo, registrada con el numero N° 50879 (Fig. 1).



Fig. 1. *Chondracanthus chamissoi* (C. Agardh) Kützing, "cochayuyo"

Métodos y técnicas.

Metodología aplicada al trabajo de campo:

Recolección de muestra. Siguiendo la técnica descrita por Alveal *et al.* (1995). Las muestras de *Ch chamissoi* fueron colectadas en forma directa cada mes en el periodo de agosto del 2006 a mayo del 2007, en la zona intermareal del Puerto Malabrigo a una distancia de 100 m del muelle. Haciendo uso de una espátula, se extrajo 500 gr de individuos adultos en forma aleatoria. Para eliminar residuos de arena se lavó en agua de mar y para trasladarlas se las acondicionó en un balde plástico de 5 litros de capacidad.

Asimismo, se tomaron muestras de agua superficial en frascos estériles de 650 mL de capacidad, debidamente rotulados y sellados con cinta adhesiva y se trasladaron al laboratorio junto con las muestras de algas donde se los refrigeró hasta sus respectivos análisis.

Metodología y técnicas analíticas.

Metodología analítica: Tratamiento químico de la muestras (Agosto 2006 –Mayo 2007). Según la metodología reportada por Alveal *et al.* (1995), Karez *et al.* (1994) y CONAMA *et al.* (1996), las muestras recolectadas fueron lavadas con agua destilada para retirar organismos epífitos y otros elementos asociados, como sedimentos depositados en la superficie de los talos.

El material se secó en una estufa a 80ºC, por 48 horas. En un mortero de porcelana se procedió a triturar la muestra, en seguida de homogenizarla, se tomó 2,0 g por triplicado y se colocó en tubos de ensayo. Se le agregó 10 ml de ácido nítrico (HNO3) concentrado para su solubilización, luego se somete a una temperatura constante de 110 ºC hasta su evaporación.

Las muestras digestadas fueron diluidas en 25 ml de ácido nítrico al 1% y filtradas, para separar cualquier residuo o precipitado remanente. Asimismo, junto con las muestras de agua previamente tratadas con ácido nítrico al 65%, se realizaron los análisis de las concentraciones de zinc por triplicado y fueron determinados mediante el método de espectrofotometría de absorción atómica, usando el equipo Espectrofotómetro de Absorción Atómica con horno de grafito marca Perkin Elmer, modelo HGA–800 (Laboratorio de la Facultad de Química de la Universidad Nacional de Trujillo y el Laboratorio de Toxicología del Hospital Victor Lazarte Echegaray Trujillo-La Libertad).

Los resultados fueron analizados tomando en cuenta los límites máximos permisibles propuestos por la FAO Nauen (1983), para organismos marinos y la Ley General de Aguas D. L. 17752 (El Peruano, 1969) y los Estándares de calidad Ambiental para agua DS. 002/2008 (El Peruano, 2008).

Metodología estadística.

Los resultados se trataron estadísticamente mediante el programa informático SPAWS–18.0 para Windows, determinándose el promedio y desviación estándar de la concentración de zinc presente en el agua y en los talos de *Ch. chamissoi*. Asimismo, se realizó un análisis de varianza y la prueba (medias) Duncan con el fin de determinar diferencias significativas en los valores promedios de zinc a lo largo del periodo muestral y un análisis de correlación y regresión, para determinar la relación e influencia de los niveles de zinc presentes en agua de mar con los niveles de zinc presentes en el alga.

Resultados

Según los resultados obtenidos en la Tabla 1 se puede apreciar que el nivel promedio de concentración de zinc a lo largo del periodo de muestreo (agosto 2006–mayo 2007), en la muestra de agua de mar fue de 0,093 mg/L, con un valor mínimo de 0,052 mg/L y un máximo de 0,128 mg/L, con una desviación estándar total de (± 0,26) con respecto al promedio global de concentración de zinc en el agua (0,093 mg/L) y el nivel promedio de bioacumulación de zinc obtenido en los talos de *Ch. chamissoi* fué de 19,952 ug/g con valores mínimos de 7,010 ug/g, máximos de 32, 200 ug/g y una desviación estándar total de (±9,508), con relación al promedio global de dicho elemento (19,952 ug/g).

Según las pruebas estadísticas de Análisis de Varianza y Duncan (Tabla 2 y 3; Fig 3 y 4), los niveles promedios de zinc tanto en el agua, como en los talos del alga *Ch. chamissoi* a lo largo del periodo muestral indican diferencias significativas ($p < 0.05$). Entre los meses de agosto a octubre se obtuvieron los valores más bajos de zinc en agua (0,52 mg/L - 0,067mg/L), los mas altos en el mes de marzo (0,128 mg/L) y en *Ch. chamissoi* también se determinaron los menores valores de concentración de zinc durante los meses de agosto a octubre del 2006 (7,010 ug/g - 8,372 ug/g) y en los meses de enero a marzo del 2007 los máximo niveles (28,00 ug/g - 32,200 ug/g).

Tabla 4, los resultados indican que existe una correlación positiva significativa de la concentración de zinc en el agua con la bioacumulación del zinc en el alga (r = 0,934). Asimismo, en las Tablas 5 y 6, se puede apreciar que el zinc presente en el agua de mar tiene una influencia lineal significativa sobre su bioacumulación en *Ch. chamissoi* (R^2 = 87,2), ($p<0.05$) (Fig. 5).

Tabla 1. Niveles promedios de la concentración de zinc en agua de mar (mg/L) y de la bioacumulación de zinc (ug/g) en base a peso seco en *Ch. chamissoi*. Puerto Malabrigo. La Libertad. Perú. Agosto 2006-Mayo 2007.

Mes	Prueba estadística	[Zn] Agua (mg/L)	[Zn] *Ch. chamissoi* (ug/g)
Agosto	Media	0.052	7.010
	D.S.	± 0.001	± 0.000
Setiembre	Media	0.055	8.372
	D.S.	± 0.001	± 0.001
Octubre	Media	0.067	7.733
	D.S.	± 0.002	± 0.115
Noviembre	Media	0.098	19.033
	D.S.	± 0.001	± 0.058
Diciembre	Media	0.095	14.700
	D.S.	± 0.001	± 0.173
Enero	Media	0.118	28.033
	D.S.	± 0.001	± 0.023
Febrero	Media	0.126	29.767
	D.S.	± 0.001	± 0.153
Marzo	Media	0.128	32.200
	D.S.	± 0.002	± 0.000
Abril	Media	0.102	27.167
	D.S.	± 0.001	± 0.058
Mayo	Media	0.093	25.500
	D.S.	± 0.002	± 0.000
Total	Media	0.093	19.952
	D.S.	± 0.026	± 9.508
	Valor Mínimo	0.052	7.010
	Valor Máximo	0.128	32.200

DS = Desviación estándar

Tabla 2. Análisis de varianza de los niveles de concentración de zinc en agua de mar (mg/L) y de *Ch. chamissoi* (ug/g)/peso seco. Puerto Malabrigo. La Libertad. Agosto 2006-Mayo 2007. ($p < 0.05$)

Muestra	Fuente	Suma de cuadrados	Grados de Libertad	Cuadrados Medios	F	p
[Zn] Agua (mg/L)	Periodo	0.020	9	0.002	1770.865	0.000 *
	Error	0.000	20	0.000		
	Total	0.020	29			
[Zn] *Ch. chamissoi* (ug/g)	Periodo	2621.411	9	291.268	39431.393	0.000 *
	Error	0.148	20	0.007		
	Total	2621.559	29			

DS = Desviación estándar

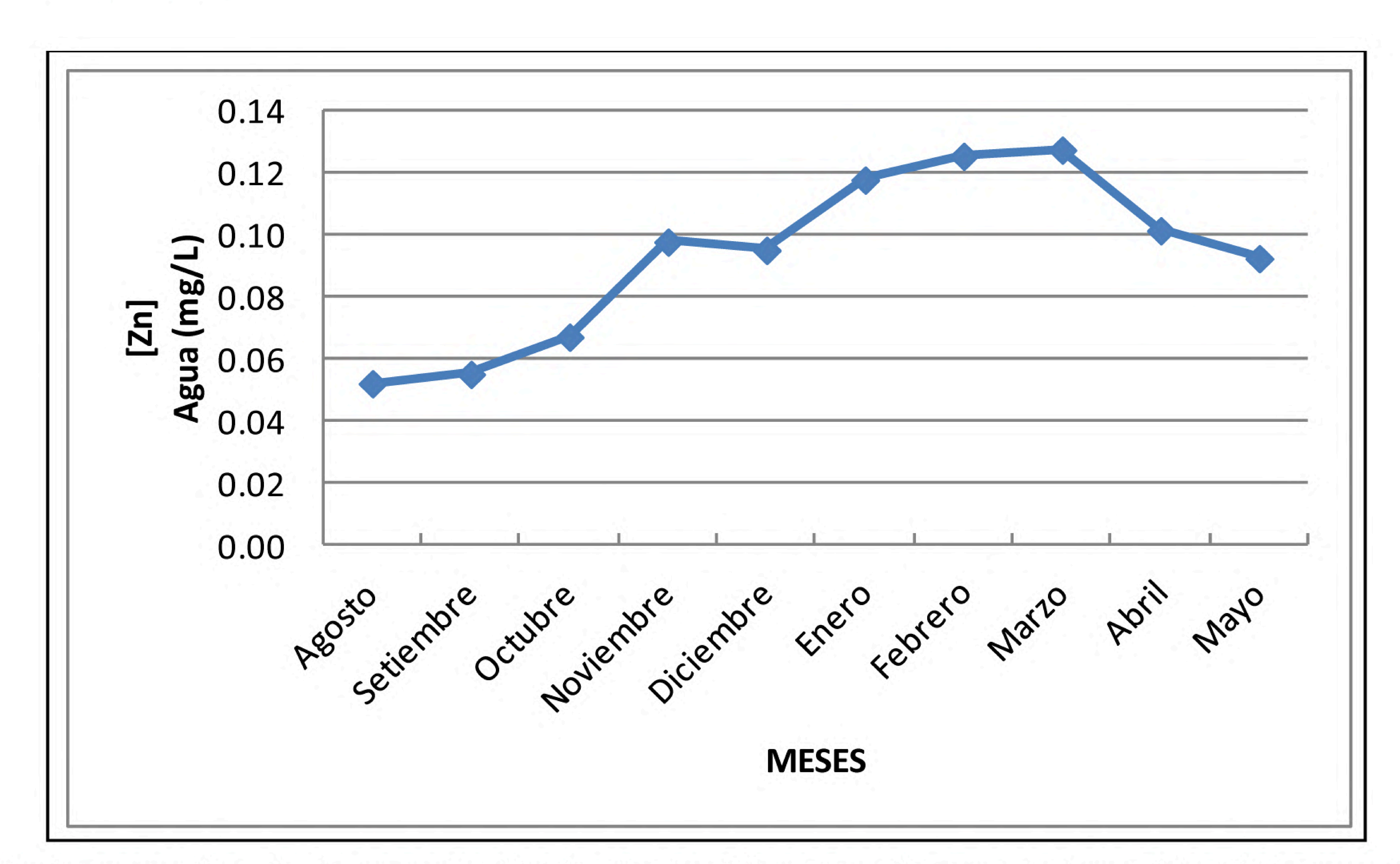


Fig. 2. Niveles promedios de la concentración de zinc (mg/L) en agua de mar a lo largo del periodo muestral, Puerto Malabrigo, La Libertad, Agosto 2006-Mayo 2007.

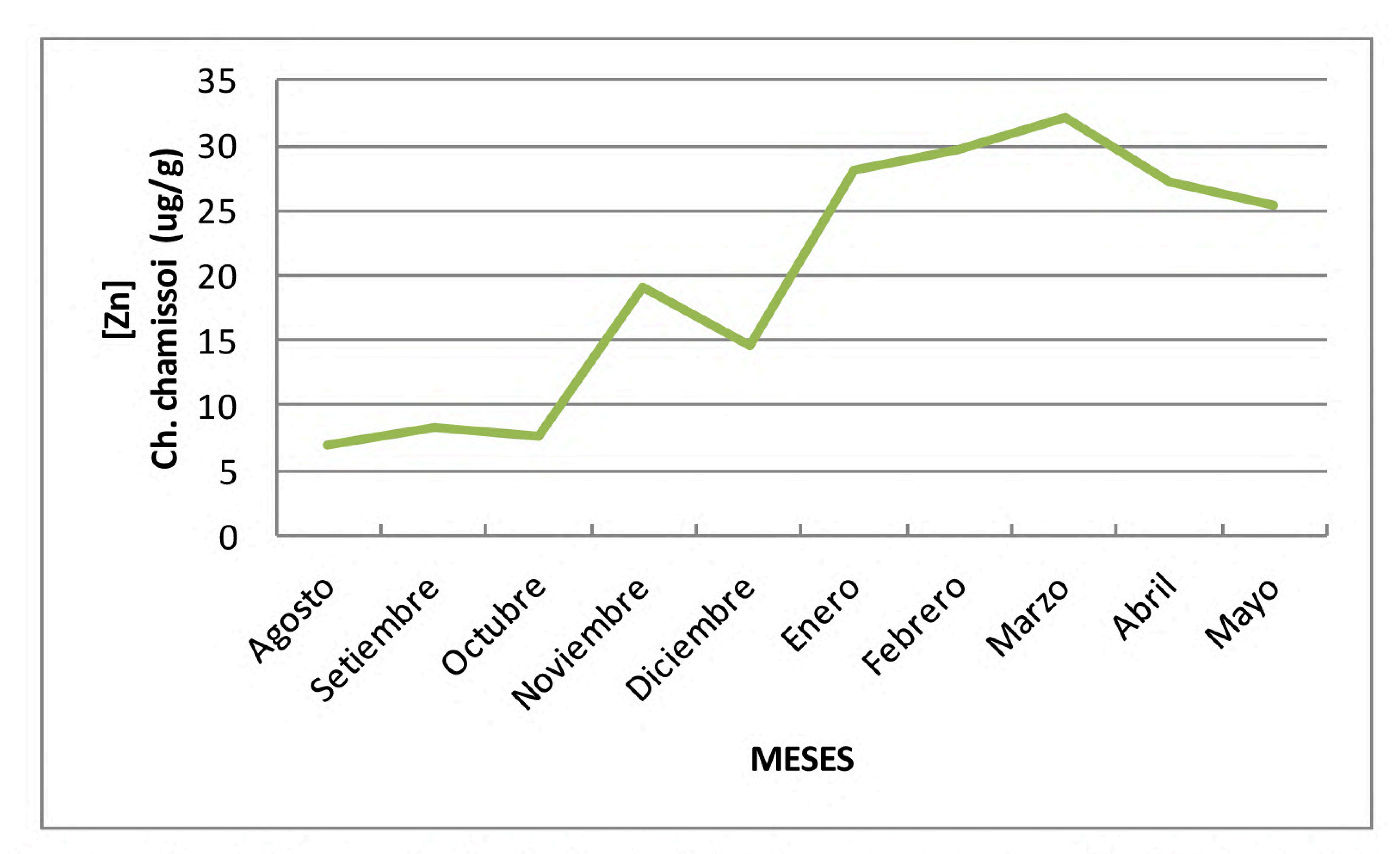


Fig. 3. Niveles promedios de bioacumulación de zinc (ug/gr) en base a peso seco en *Ch, chamissoi* a lo largo del periodo muestral. Puerto Malabrigo, La Libertad, Perú, Agosto 2006-Mayo 2007.

Tabla 3. Comparación de los niveles promedios de concentración zinc, mediante la prueba DUNCAN. ($p < 0.05$), presentes en agua de mar y *Ch. chamissoi* a lo largo del periodo muestral, Puerto Malabrigo, Acope La Libertad, Agosto 2006–Mayo 2007.

Muestras	Meses	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
[Zn] Agua (mg/L)	Agosto	0.052									
	Setiembre		0.055								
	Octubre			0.067							
	Mayo				0.093						
	Diciembre					0.095					
	Noviembre						0.098				
	Abril							0.102			
	Enero								0.118		
	Febrero									0.126	
	Marzo										0.128
	(p < 0.05) *	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000
[Zn] *Ch. chamisso*i (ug/g)	Agosto	7.010									
	Octubre		7.733								
	Setiembre			8.372							
	Diciembre				14.700						
	Noviembre					19.033					
	Mayo						25.500				
	Abril							27.167			
	Enero								28.033		
	Febrero									29.767	
	Marzo										32.200
	(p < 0.05) *	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000

*Diferencia significativas

Tabla 4. Correlación de los niveles medios de concentración de zinc presente en el agua de mar con los bioacumulados en *Ch. chamissoi.* Malabrigo. Ascope. La Libertad. Agosto 2006–Mayo 2007 ($p < 0.05$).

Muestras	**[Zn] Agua (mg/g)**	**[Zn]** *Ch. chamissoi* **(ug/g)**
[Zn] Agua (mg/L)		0,934*
[Zn] *Ch. chamissoi***(ug/g)**	0,000	

*Diferencias significativas

Tabla 5. Análisis de Varianza (ANAVA) para la Regresión sobre la influencia de la concentración de zinc presente en el agua de mar sobre su bioacumulación en *Ch. chamissoi*. Malabrigo. Ascope. La Libertad. Agosto 2006–Mayo 2007. ($p < 0.05$).

Variable independiente	Fuente	Suma de Cuadrados	Grados de libertad	Cuadrados medios	F	P	R^2
[Zn] Agua	Regresión	2,288,357	1	2,288,357	192,298	0,000	87,2*
	Residual	333,202	28	11,900			
	Total	2,621,559	29				

*Diferencias significativas

Tabla 6. Análisis de regresión de los niveles medios de concentración de zinc presente en el agua de mar y su bioacumulación en *Ch. chamissoi*. Malabrigo, Ascope. La Libertad. Agosto 2006–Mayo 2007. ($p < 0.05$)

Variables	Coeficientes	Error Estándar	T	P
Constante	-11,475	2,352	-4,878	0,000 *
[Zn] Agua (mg/L)	336,468	24,264	13,867	0,000*

*Diferencias significativas.

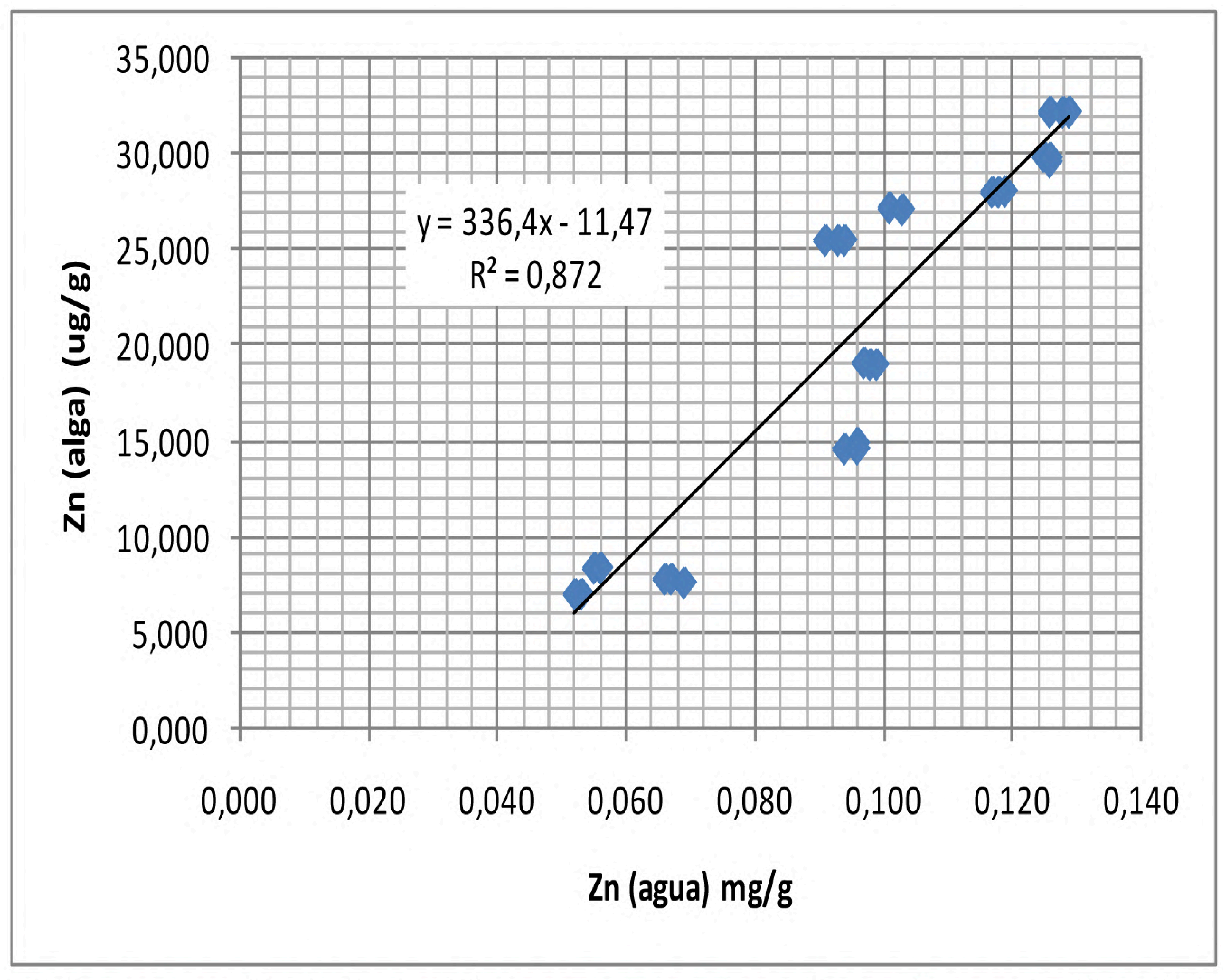


Fig. 5 Influencia de la concentración de zinc (mg/L) presente en agua mar sobre su bioacumulación en *Ch. chamissoi* (ug/g) / peso seco. Malabrigo, Ascope. La Libertad. Agosto 2006 – Mayo 2007. ($p < 0.05$).

Discusión

La concentración promedio de zinc determinado en el agua de mar superficial del Puerto Malabrigo, fue de (0,093 mg/L), valor que al ser comparado con los límites máximos permisibles establecidos por la Ley General de Aguas Nº 17752 para la zona de pesca de mariscos y bivalvos (Clase V) (0.02 mg/L) (El Peruano, 1969) y el decreto supremo 002 - MINAM sobre los Estándares de Calidad Ambiental para agua (0,081mg/L). En la subcategoría 2 para extracción y cultivo de otras especies hidrobiologías de agua de mar (El Peruano, 2008) sobrepasa moderadamente los limites máximos permisibles, lo cual nos indicaría que el área evaluada presenta una contaminación en potencia o mínima por este bioelemento.

Las concentraciones de zinc, promedio en *Ch. chamissoi* fue de 19,952 (ug/g), a lo largo del periodo muestral observándose que a través del tiempo tiende a bioacumular este elemento a nivel de sus tejidos, teniendo en cuenta que esta especie se encuentra dentro del grupo de las

algas Rhodophytas; según Alveal (1995) y Rezende *et al.* (1997), se caracterizan por que tienden a tener mayores concentraciones de metales pesados en comparación con las algas verdes, Chlorophytas. Asimismo, muchos autores han estudiado que tienen la capacidad de acumular los metales que se encuentran en su entorno, por presentar polisacáridos con grupos sulfatos, y fosfatos ligados a la pared celular, conocido con el nombre de carragen representando el 70% de dicha estructura (Acleto & Zúñiga, 1998; Mamboya, 2006; Cesar, 2006).

Las macroalgas ligan únicamente los iones metálicos libres, mediante dos procesos fisico-químicos. El primer proceso es rápido y reversible e involucra la adsorción del ión metálico sobre la superficie externa de la pared celular. Este proceso puede ser iónico ó por formación de complejos con los ligandos de la pared celular. Los polímeros que componen la pared celular son ricos en grupos carboxílicos, fosforílicos, hidroxilos y aromáticos que pueden ligar cationes o producir complejos orgánicos e influir en la absorción de metales. El segundo mecanismo de incorporación de metales es más lento, esta regulado por el metabolismo celular y los metales se almacenan en el citoplasma en vacuolas ricas en polifenoles (Vodopivez *et al.*, 2002; Reigoza *et al.*, 2004).

Los resultados obtenidos de (19,952 ug/g) en *Ch. chamissoi,* al compararlos con valores de zinc encontrados en algas rodophytas y clorophytas, que están próximos a áreas descritas como naturales o levemente impactadas por metales pesados, *Gracilaria lemaneiformis* (34,87 ug/g, *Gymnogongrus sp* (38 ug/), *Asparagopsis sp* (46 ug/g)), *Acanthophora spicifera* (103 ug/g), son más elevados a los encontrados en el presente estudio; a diferencia de los valores encontrados en *Ulva fasciata* (8,7ug/g) que son menores (Carvalho *et al.*, 1993; Karez *et al.*, 1994; Rezende *et al.*, 1997). Sin embargo, estos niveles fueron inferiores a los niveles encontrados en algas marinas que habitan lugares con un alto impacto antropogénico (1000-2000 ug/gr de zinc) (Rodríguez, *et al.*, 2006).

Por otra parte, las variaciones morfológicas entre diferentes especies de algas pueden favorecer la contaminación por metales a partir de material particulado en suspensión, lo cual puede atribuirse a *Ch. chamissoi,* ya que presenta talo foliáceo con ramificaciones dicotómicas pinnadas, permitiéndole aumentar su superficie de absorción (Fernández, 1969; Acleto & Zuñiga, 1998; Paéz *et al.*, 2000).

Los niveles de zinc en *Ch. chamissoi* se encuentran por debajo de los límites máximos permisibles establecidos por la FAO, para productos marinos, valores que oscilan de 40 ug/g - 100 ug/g (Nauen, 1983; Jacinto & Aguilar, 2007).

La variación de las concentraciones de zinc tanto en el alga como en el agua a lo largo del periodo muestral (agosto a mayo) varió significativamente ($p < 0.05$). Las concentraciones menores de zinc en *Ch. chamissoi* durante los meses de agosto a octubre, puede indicar reducción en la biodisponibiliadad en la fracción disuelta durante estos meses, lo cual se puede corroborar con los resultados obtenidos a nivel de agua (Tabla 1), Dicha reducción se debería a que en estos meses disminuye los vertidos de las fábricas de harina de pescado, efluentes domésticos, entre otros. Por otra parte, las mayores concentraciones observadas en los meses de enero a marzo, se debería al periodo de mayor pluviosidad en la serranía la cual ocasiona el aumento del caudal del río Chicama, contribuyendo a incrementar la biodisponibilidad de este elemento en el medio acuático y sedimentos

(Sánchez & Vera, 2001). Tiene influencia las variaciones del débito fluvial según las estaciones y fluctuaciones climatológicas (Bryan *et al.*, 1976).

Asimismo, existen otros factores que justifican las variaciones temporales en la bioacumulación de metales trazas como factores ambientales (variación en la concentración de los metales en solución, interacción entre metales, salinidad, pH), factores metabólicos (dilución en la concentración de los metales debido al crecimiento la edad del tejido) o interacción entre ambos tipos de factores (Malea & Haritonides, 1999; Díaz *et al.*, 2001; Villares *et al.*, 2002; Ansari, 2004).

Los niveles de concentración de zinc del agua de mar según los análisis estadísticos muestran una relación directa entre las dos variables y una influencia lineal muy significativa (r = 0,93), (R^2 = 87,2) con los valores de zinc bioacumulados en los tejidos de *Ch. chamissoi,* indicando un grado de asociación y una influencia entre las dos variables bastante alta, dependiendo una variable de otra, indicando que si se incrementa el contenido de zinc en el medio acuático, también se incrementa en el alga. Mamboya (2006), explica que los niveles de metales acumulados en los tejidos de las algas se correlacionan muy bien, con las concentraciones de exposición y mientras más largo es el tiempo de exposición mayor es la absorción. Malea & Haritonides (1999) demostraron en el alga roja *Gracilaria verrucosa*, que la concentración de algunos metales dentro ellos zinc, guardan relación positiva con la concentración del agua de mar. La proporción de metales que un organismo puede acumular desde las diferentes rutas de exposición, es probablemente variable dependiendo del tipo de organismo y el grado de contaminación de dichas fuentes o rutas (Marshall, 1991). Por otra parte, las algas pueden alcanzar contenidos de elementos trazas de varios órdenes de magnitud más elevados respecto a las aguas circundantes (Bryan, 1976; Vodopivez *et al.*, 2002, Cesar, 2006).

Conclusiones

En el presente trabajo se llegó a las siguientes conclusiones:

• La concentración de zinc presente en el agua de mar tiene una influencia lineal significativa sobre la bioacumulación de dicho elemento en los talos del alga *Ch. chamissoi* (C. Agardh) Kützing. Puerto Malabrigo. Ascope. La Libertad. Agosto 2006–Mayo 2007.

• El nivel promedio de concentración de zinc en el agua de mar fue de 0,093 mg/L, sobrepasando moderadamente los límites permisibles según La Ley General de Aguas Nº 17752.

• El nivel promedio de bioacumulación de zinc en *Ch. chamissoi* (C. Agardh) Kützing fué de (19,952 ug/g), valores que se encuentran dentro de los límites permisibles para la alimentación.

Literatura citada

Acleto, C. 1986. Algas Marinas del Perú de Importancia Económica. Museo de Historia Natural . "Javier Prado", Serie de Divulgación N°5: 107.

Acleto, C & R. Zúñiga. 1998. Introducción a las algas. Editorial Escuela Nueva S. A. Lima–Perú.

Albert, L. 1997. Toxicología Ambiental. Segunda edición Editorial. Limusa S. A. México.

Alveal, K.; M. Ferrario & E. Oliveira. 1995. Manual de Métodos Ficológicos. Universidad de Concepción. Chile.

Ansari, T.; L. Marr & N. Tariq. 2004. Heavy metals in marine pollution perspective-a mini Review. Journal of Applied Sciences.4 (1): 1-20.

Aquino, R. 1988. Métodos para análisis de agua, suelos, residuos sólidos. Consejo Nacional de Ciencia

tecnología. Instituto de desarrollo y medio Ambiente. Edición Impresiones gráficas. Lima. Perú.

Bocanegra, C. 1998. Contaminación del Litoral Marino. Editado por Escuela de Postgrado de la Universidad Nacional de Trujillo. Trujillo. Perú.

Bryan, W. 1976. Some aspectos of heavy metals tolerance in aquatic organisms: effects of pollutans on aquatic organisms.Cambridge Unibersyty Press, 193.

Calva, L. & R. Torres. 2007. Macroalgas y pasto marino, útiles bioindicadores de contaminación por hidrocarburos fósiles en sistemas acuáticos. Disponible.

http://www.izt.uam.mx/contactos/n68ne/algas.pdf. 10 de setiembre 2010

Campos, N. 1990. La contaminación por metales pesados en la Ciénaga Grande de Santa María. Caribe. Colombiano. Caldasia 16: 231-244

Capo, M. 2002. Principios de Ecotoxicología. Macgrow - Hill-Interamericana. Madrid–España.

Carvalho, C.; V. Lacerda & D. Gomes. 1993. Metales pesados en la biota de la Bahia de Sepetiba y Angra de Reis. Acta Limnológica Brasil. 6: 222–229.

Carranza, R. 2001. Medio Ambiente Problemas y Soluciones. Editorial Vicerrectorado de Investigación - Universidad Nacional del Callao. Lima. Perú.

Carbajal, W.; J. Castro & G. Flores. 2003. Calidad ambiental marino en el Puerto Malabrigo (Libertad), Marzo y Junio. IMARPE.

Codina, J. & A. Pérez. 2003. Los metales pesados como polucionantes tóxicos. Universidad de Málaga. España. Comisión Nacional del Medio Ambiente (CONAMA). 1996. Metodologías para la Caracterización del agua. Editorial Partners. Comunicaciones Corporativas Chile

César, C. 2006. Uso das macroalgas vermelhas como espécies bioindicadoras da poluicao por metáis pesados. Dissertacao apresentada para obtencao do titulo de Mestre en Bioquímica pela Universidade Federal de Pernambuco. Brasil.

Diaz, O.; F. Encina; L. Chuecas; J. Becerra & F. Muñoz. 2001. Influencia de variables estacionales, espaciales, biológicas y ambientales en la bioacumulación de mercurio total y metil mercurio en *Tagelus dombeii*. Revista de Biología Marina y Oceanografía: 36 (10): 15-29.

Duffus, J. 1983. Toxicología Ambiental. Editorial. Omega S. A. Barcelona. España

El Peruano, 1969. Ley General de aguas del Perú. D. L. 17752. 24 de julio.

El Peruano, 2008. Estándares Nacionales de Calidad Ambiental para Agua (ECAS). Decreto supremo N° 002-MINAM. 31 de Julio/08.

Fernández, A. 1969. Algas Marinas de la Provincia de Trujillo. Revista. Facultad. De Ciencias. Biológicas. 3: 1-40

García, I. & C. Dorronsoro. 2004. Contaminación por metales pesados (Tema 15). Disponible en http// badarsle.com/the-uniform-slut-zone1.html. 5 de octubre 2010.

Huaranga, F. 1991. Efectos letales del cobre, zinc y hierro en *Poecilla reticulata* Peter 1859 (guppy). Trabajo de promoción docente. Universidad Nacional de Trujillo. Trujillo. Perú

Hurtado, G. 2003. Evaluación de la Contaminación Ambiental por metales pesados y sustancias orgánicas en playas del Distrito de Salaverry. Tesis de Maestría. Escuela de Postgrado Universidad Nacional de Trujillo. Trujillo. Perú.

Jacinto, M. & S. Aguilar. 2007 Concentraciones traza de metales en especies marinas de la Bahia de Huarmey. Ansach. Perú. Revista Peruana de Biología. 14 (2): 307-311.

Karez, C.; S. Filho & G. Pfeiffer. 1994. Concentración de metales en algas marinas bentónicas de tres regiones del estado de Rió de Janeiro. Anales. Academia Brasilera. Ciencias. 66: 205-221.

Mamboya, F. 2006. Heavy metal contamination and toxicity.Studies of Macroalgae from the Tanzanian Coast. Stockholm University :

http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:su:diva-6818. 24 Julio 2010

Malea, P. & S. Haritonides. 1999. Seasond acumulation of metals by red algae *Gracilaria verrucosa* (Huds) Papens from hermamaidokos, Gulf, Greece. Journal to Applied Phycology. 11 (6): 503-509.

Marshall, S.1991. Biología de las algas, enfoque fisiológico. Editorial Limusa. México.

Nauen, C. 1983. Compilation of legal limits for hazardous substances in shellfi sh fish and fi shery products. FAO Fish.Circ.764: 102p

Páez, F.; M. Ochoa; H. Bojorquez & L. Michel. 2000. Macroalgae as Biomonitors of Heavy Metal Availability in coastal Lagoons from the Subtropical Pacific of Mexico. Bulle-tin Environmental Contamination & Toxicology 64(6): 846-851.

Padilla, E. 2000. Bioensayos de Sinergia letal de los metales pesados cobre, zinc, plomo, y hierro sobre *Mujil cephalus* a diferentes concentraciones y tiempo de exposición. Trabajo de Habilitación para ascenso de categoría. Universidad Nacional de Trujillo. Perú.

Perez, M. 2003. Respuesta al cadmio de la microalga marina *Tetraselmis suecica* (Kylin) Butch: relación entre tolerancia y compuestos tiólicos. Aplicación de su biomasa viva para la retirada de cadmio del medio. Facultad de Ciencias Departamento de Biología Celular y Molecular. Universidad de La Coruña. España.

Ratkevicius, N. & A. Moenne. 2002. Detección de enzimas, compuestos antioxidantes en la macroalga verde *Enteromorpha compressa* colectada en sitios contaminados por metales pesados del norte de chile. Www.redbio.org/portal/encuentros/enc.../posterredbio2ki.pdf. 28 de agosto 2010.

Reigosa, M.; N. Pedrol & A. Sanchez. 2004. Ecofisiología Vegetal. Una Ciencia de Síntesis. Edit. International Thompson Editores. Paraninfo S. A. España: 413-442

Rezende, C.; R. Zalmon & V. Gomea. 1997. Metales pesados en macroalgas marinas de la costa norte del Estado de Rio de Janeiro. Anales. VII Congreso Latinoamericano. Ciencias del mar. 340-342.

Rivera, H. 2001. Introducción a la geoquímica general y aplicada. Lima- Perú, 279.

Rodríguez, A.; I. Sanchez & E. Shumulin. 2006. Element concentrations in some species of seaweeds from La Paz Bay and La Paz Lagoon, south-western Baja California, Mexico. Journal of Applied Phycology. 18: 399–408.

Sánchez, G. & G. Vera. 2001. Manual Introductorio de Ecotoxicología Acuática. Instituto del Mar del Perú. Editora Científica. Lima–Perú.

Sánchez, G & R. Orozco. 2008. Estado del Ambiente marino costero peruano según fuentes de contaminación. Disponible: sisbib.unmsm.edu.pe/BVMedioAmbiente/.../GUADALUPE%20SANCHEZ/imarpe.doc. 5 de setiembre 2010.

Villares, R.; X. Puente & A. Carballeira. 2002. Seasonal variation and background levels of heavy metals in two green seaweeds. Env. Poll. 119: 79−90

Vodopivez, C.; S. Farias & P. Smichowski. 2002. Niveles de metales pesados en seis especies de algas marinas de la Península Antártica. Instituto Antártico Argentino. Buenos Aires. Argentina.